

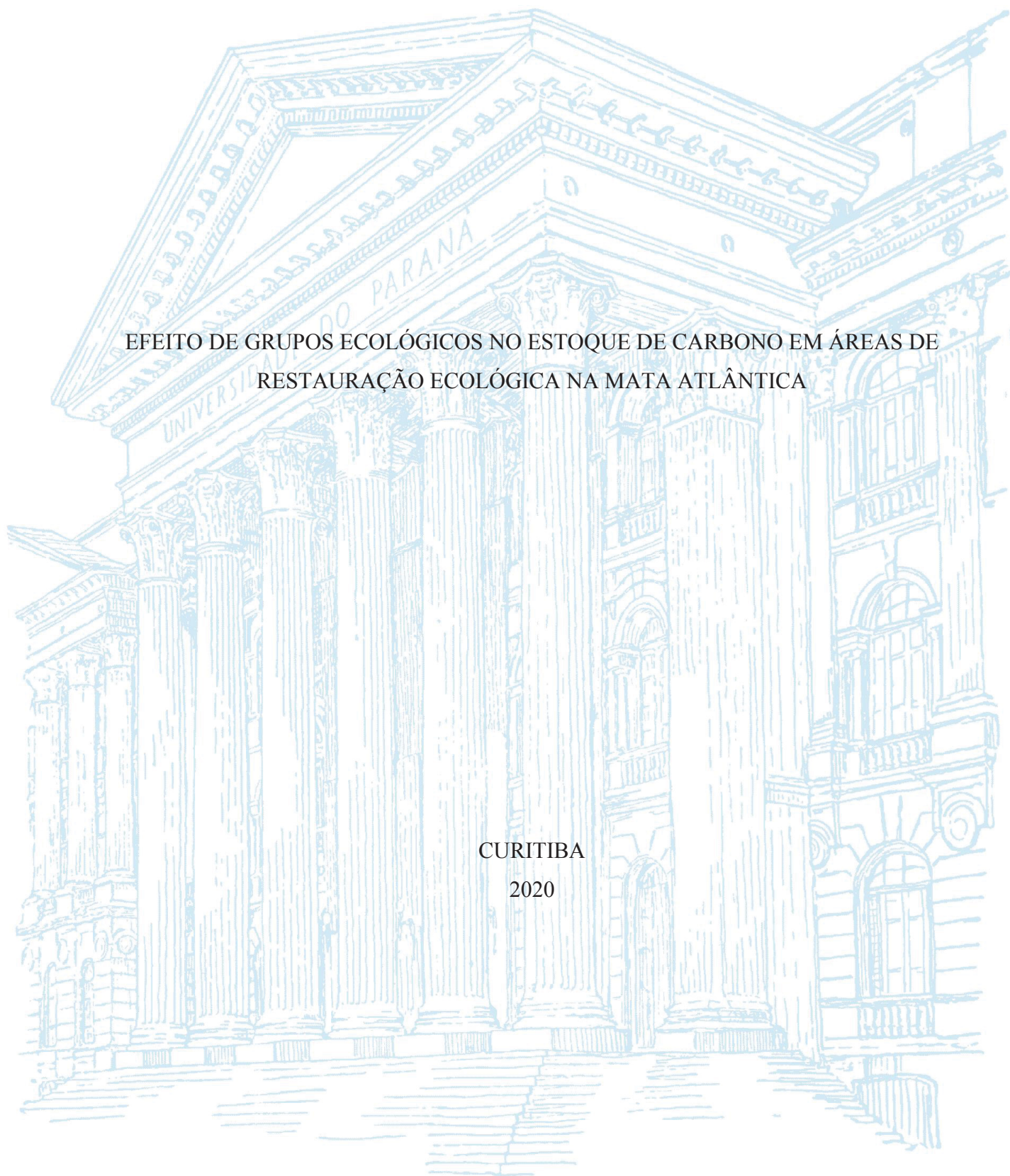
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LAURA CRISTINA PANTALEÃO

EFEITO DE GRUPOS ECOLÓGICOS NO ESTOQUE DE CARBONO EM ÁREAS DE
RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NA MATA ATLÂNTICA

CURITIBA

2020



LAURA CRISTINA PANTALEÃO

EFEITO DE GRUPOS ECOLÓGICOS NO ESTOQUE DE CARBONO EM ÁREAS DE
RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NA MATA ATLÂNTICA

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao Curso de Especialização em Projetos Sustentáveis, Mudanças Climáticas e Mercado de Carbono do Programa de Educação Continuada em Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná, como pré-requisito para obtenção do título de especialista.
Orientador: Jerônimo B. B. Sansevero

CURITIBA
2020

AGRADECIMENTOS

O que aprendi nessa pequena trajetória acadêmica e profissional é que todo trabalho, por menor que seja, sempre necessita da colaboração de diversas pessoas para poder acontecer e dar certo. Gostaria de agradecer à Universidade Federal do Paraná (UFPR) e ao Programa de Educação Continuada em Ciências Agrárias (PECCA) pela excelência no ensino. Agradeço ao Curso de Especialização em Projetos Sustentáveis, Mudanças Climáticas e Mercado de Carbono pela concessão da bolsa de estudos, a todo o corpo docente do curso, a tutora Tauane G. Barreto e a coordenadora Dr. Ana Paula Dalla Corte.

Agradeço imensamente ao meu orientador, Dr. Jerônimo B. B. Sansevero por aceitar me orientar mais uma vez e por contribuir tanto com o meu conhecimento e meu crescimento profissional. Ao pesquisador da Embrapa Agrobiologia, Luiz Fernando Duarte de Moraes por todo apoio e orientação nesse trabalho e em tantos outros. A todos os membros do Laboratório de Ecologia Aplicada (LEAp) da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), em especial aos que acompanharam o trabalho e contribuíram com o campo. E por fim e não menos importante, ao Adilson Pintor, nosso super técnico que auxiliou no campo e contribuiu significativamente para a realização desse e de tantos outros trabalhos.

Gratidão a todos vocês!

RESUMO

O crescente aumento das concentrações de gases de efeito estufa, em especial o CO₂, tem contribuído com as mudanças climáticas globais. Por sua vez, as mudanças climáticas são danosas as sociedades e aos ecossistemas, trazendo consequências aos serviços ecossistêmicos. A restauração ecológica de ecossistemas florestais é uma prática que pode contribuir com a adaptação e mitigação das mudanças climáticas. O Brasil tem a meta de restaurar 12 milhões de hectares até o ano de 2030, porém ainda há uma necessidade de entender como as espécies nativas arbóreas contribuem com o serviço do sequestro de carbono. O objetivo do estudo foi verificar o estoque de carbono em diferentes modelos de plantio de mudas, implantados há 19 anos, a partir de distintos arranjos de grupos ecológicos (pioneiras, secundárias iniciais e tardias e clímax) na Mata Atlântica. O tratamento que obteve menor estoque foi o composto somente por espécies pioneiras (27,7 Mg.ha⁻¹) e o que teve maior estoque foi o composto por espécies secundárias tardias e clímax (77,6 Mg.ha⁻¹). *Plathymenia reticulata* Benth foi a espécie que mais contribuiu com o estoque de carbono nas áreas (0,15 Mg⁻¹.árvore⁻¹). O estudo concluiu que projetos de restauração ecológica com o objetivo de incrementar o estoque de carbono devem ter um bom planejamento em relação as espécies que serão implantadas, pois a abundância dos diferentes grupos ecológicos afetou esse processo devido as características como altura, DAP e densidade da madeira. Além disso, os projetos devem preferencialmente realizar plantios com misturas de espécies de diferentes grupos ecológicos para garantir o sequestro e a permanência de carbono ao longo do tempo.

Palavras-chave: Biomassa florestal. Reserva Biológica de Poço das Antas. Sequestro de carbono.

ABSTRACT

Increasing concentrations of greenhouse gases, especially CO₂, have been contributing to climate change. In turn, climate change is damaging to societies and ecosystems, bringing consequences to ecosystem services. Therefore, restoration of forest ecosystems is a practice that can contribute to climate change adaptation and mitigation. Brazil has the goal of restoring 12 million hectares by the year 2030, but there is still a need to understand how native tree species contribute to the carbon sequestration. The aim of this study was to verify the carbon stock in different native tree species plantation, implanted 19 years ago, from different arrangements of ecological groups (pioneer, early and late secondary and climax) in the Atlantic Forest. The lowest carbon stock value was observed in the plantation with pioneer species (27.7 Mg.ha⁻¹), whereas plantations composed by secondary and climax species showed the highest values ((77.6 Mg.ha⁻¹). *Plathymenia reticulata* Benth was the species that most contributed to the carbon stock in the areas (0.15 Mg⁻¹.-tree⁻¹). The study concluded that ecological restoration projects with the objective of stocking carbon should be well planned in relation to the species that will be implanted, because the ecological group has influence in this process. In addition, projects should preferably carry out plantations with mixtures of species from different ecological groups to ensure carbon sequestration and storage over time.

Keywords: Forest biomass. Poço das Antas Biological Reserve. Carbon sequestration

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| 1 INTRODUÇÃO | 6 |
| 2 MATERIAIS E MÉTODOS | 8 |
| 2.1 ÁREA DE ESTUDO | 8 |
| 2.2 AMOSTRAGEM DA VEGETAÇÃO E COLETA DE DADOS | 9 |
| 2.3 QUANTIFICAÇÃO DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO (BAS) E DO CARBONO ESTOCADO | 7 |
| 2.4 ANÁLISE DE DADOS | 8 |
| 3 RESULTADOS | 8 |
| 3.1 ESTATÍSTICA DESCRITIVA | 8 |
| 3.2 ESTOQUE DE CARBONO POR TRATAMENTO | 9 |
| 3.3 ESTOQUE DE CARBONO POR ESPÉCIE | 10 |
| 4 DISCUSSÃO | 11 |
| 5 CONCLUSÕES..... | 14 |
| REFERÊNCIAS | 15 |

1 INTRODUÇÃO

O aumento da concentração de CO₂ e de outros gases de efeito estufa na atmosfera intensificam as mudanças climáticas, gerando impactos negativos sobre diversos aspectos ambientais., entre eles os serviços ecossistêmicos e a biodiversidade (SEIDL et al., 2017; URBAN, C, 2015). Um aumento na frequência de ondas de calor ao longo do século 21 poderá ter consequências danosas como a redução da produção na agricultura, aumento de incêndios florestais, erosão do solo, aumento de eventos climáticos extremos, aumento do nível do mar, redução da disponibilidade de água doce, extinção de espécies, entre outros (IPCC, 2007;URBAN, 2015).

Para minimizar os efeitos negativos causados pelas mudanças climáticas, são necessárias algumas ações humanas para adaptação e mitigação (MARTINS; FERREIRA, 2010). Nesse sentido, a sociedade começou a se articular por meio de tratados internacionais e formulação de políticas ambientais para gerenciar os problemas relacionados às mudanças climáticas (CGEE, 2008). No Brasil, foi promulgada a Política Nacional sobre Mudança do Clima, Lei nº 12.187/2009 (BRASIL, 2009), tornando-se o marco regulatório legal para as ações de mitigação e adaptação. Além disso, há a meta firmada no Acordo de Paris de restaurar 12 milhões de hectares até 2030 (SILVA; SANQUETTA, 2017).

A restauração ecológica surge como uma estratégia importante e necessária para a adaptação e mitigação das mudanças climáticas (BUSTAMANTE et al., 2019). As florestas, além de proverem serviços ecossistêmicos como a manutenção da qualidade da água e do solo, também realizam o sequestro e a manutenção dos estoques de carbono (MELO; DURIGAN, 2006). Através da fotossíntese, as plantas absorvem CO₂ da atmosfera e armazenam carbono na biomassa (SILVEIRA et al., 2008). Dessa forma, o sequestro de carbono pelas florestas é um dos benefícios da restauração ecológica (MELO; DURIGAN, 2006) e deve ser monitorado ao longo do tempo (BELLOTO et al., 2009).

A quantificação e o monitoramento da biomassa de áreas em processo de restauração ecológica são importantes pois refletem o acúmulo de carbono orgânico e a produtividade do ecossistema (MELO; DURIGAN, 2006). Portanto, podem indicar o desenvolvimento de áreas em restauração, contribuindo com a conservação florestal e o estoque de carbono. O carbono sequestrado pode ser valorado a fim de subsidiar programas de restauração e gerar renda através de projetos baseados no Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) (BELLOTO et al., 2009). Além disso, os créditos de carbono podem ser comercializados em mercados regulados

no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) ou em mercados voluntários (GORGENS et al., 2005).

Uma forma de implementar a restauração ecológica se dá através da técnica de plantio de mudas de espécies arbóreas nativas (HOLL; AIDE, 2011). Geralmente, os plantios são baseados nos grupos ecológicos de espécies (pioneiras, secundárias e clímax) (BUDOWSKI, 1965), no qual a comunidade evolui no tempo, tornando-se mais diversificada e estável (RODRIGUES et al., 2009). A dinâmica da sucessão acontece com a substituição de espécies ou grupos ecológicos ao longo do tempo (ENGEL e PARROTA, 2008). De maneira geral, o acúmulo de biomassa em florestas tropicais é mais acelerado até os primeiros 20 anos, após isso, há uma estabilização da produtividade primária ou aumento da respiração, desacelerando esse acúmulo (BROWN; LUGO, 1990). Espécies pioneiras têm maior crescimento relativo pois são adaptadas as condições de elevada radiação luminosa, recurso imprescindível para o incremento de biomassa vegetal (AZEVEDO et al., 2018; KLIPPEL et al., 2015). Já o oposto ocorre com as espécies secundárias tardias e clímax, que têm crescimento e acúmulo de biomassa mais lentos (SHIMAMOTO; BOTOSSO; MARQUES, 2014). Levando em consideração esses fatores, as espécies pioneiras são importantes por produzirem maior biomassa em um curto período (AZEVEDO et al., 2018), ao passo que espécies secundárias tardias e clímax são importantes por manterem o estoque de carbono ao longo do tempo (SHIMAMOTO; BOTOSSO; MARQUES, 2014).

Muitos projetos de restauração ecológica priorizam o uso de espécies de ciclo curto e rápido crescimento para favorecer o acúmulo de carbono (CHAZDON, 2008). Porém, a longo prazo, são as árvores de crescimento lento, ciclo longo e madeira densa que promovem o sequestro de carbono (CHAZDON, 2008; SHIMAMOTO; BOTOSSO; MARQUES, 2014). Os padrões de crescimento e acúmulo de biomassa diferem entre os grupos ecológicos (BAKER; SWAINE; BURSLEM, 2003) e de acordo com a idade (SHIMAMOTO; BOTOSSO; MARQUES, 2014). Entretanto, Watzlawick et al. (2014) em um estudo conduzido na Mata Atlântica não encontraram nenhum efeito do grupo ecológico sobre os teores de carbono sequestrado. Chambers et al. (2004) demonstraram que espécies com baixa densidade da madeira apresentam rápido incremento em diâmetro, porém não acumularam carbono mais rapidamente que espécies de alta densidade na Amazônia Central.

Ainda há uma demanda crescente de informações sobre o desenvolvimento a longo prazo das espécies arbóreas nativas e produção de biomassa na restauração de florestas tropicais (PIOTTO et al., 2010). Portanto, conhecer a estrutura florestal e o comportamento das espécies é importante para a estimativa de estoques de carbono e obtenção de bons

resultados no estabelecimento e sustentabilidade da área restaurada (PALACE et al., 2012). Como o sequestro de carbono depende de uma série de condições e características, é necessário quantificar esse serviço prestado pelos diferentes modelos de plantio e discutir a eficácia na redução dos níveis de CO₂ da atmosfera (MELO e DURIGAN, 2006).

Baseado no papel importante que áreas de restauração ecológica têm em relação ao sequestro de carbono e sabendo dos diversos fatores e condições que determinam esse processo, o presente trabalho teve como objetivo quantificar o estoque de carbono em diferentes modelos de plantios mudas, implantados há 19 anos, a partir de distintos arranjos de grupos ecológicos (pioneira, secundária inicial, secundária tardia, clímax) na Mata Atlântica. A hipótese do trabalho é que plantios com a presença de espécies pioneiras e secundárias iniciais vão exibir maiores valores de carbono em função do tempo de implantação do projeto.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na Reserva Biológica de Poço das Antas (RBPA), localizada no município de Silva Jardim, estado do Rio de Janeiro, bioma Mata Atlântica (22°30' e 22°33'S; 42°15'S e 42°19'W). O clima da região é classificado como Aw (Koeppen), tropical chuvoso com estação seca no inverno. Os solos da região são predominantemente latossolos vermelho amarelo, latossolos vermelho amarelo podzólicos, gleissolos, solos orgânicos e cambissolos latossólicos (TAKIZAWA, 1995). A RBPA possui 5.160 hectares e foi criada com o objetivo principal de proteção do habitat do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia* L. 1766). Originalmente, a RBPA era coberta predominantemente pela Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (LIMA et al. 2006). Entretanto, áreas extensas foram desmatadas e substituídas por pastagens e outros cultivos agrícolas. Devido ao histórico do uso do solo, atualmente na região há um mosaico de florestas em diferentes estágios sucessionais (LIMA et al., 2006; SANSEVERO et al., 2017). Parte da RBPA conta com áreas em que foram realizados plantios de espécies nativas com o objetivo de testar modelos de restauração (MORAES; PEREIRA, 2003; SANSEVERO et al., 2011), contribuindo assim para o aumento da cobertura florestal em seus limites.

2.2 AMOSTRAGEM DA VEGETAÇÃO E COLETA DE DADOS

O estudo foi conduzido em uma área de plantios do Projeto Revegetação, implantado no ano de 2000, a fim de comparar diferentes combinações de modelos sucessionais. As espécies foram introduzidas em combinações distintas de grupos sucessionais, *sensu* Budowski (1965) (pioneira, secundária inicial, secundária tardia, clímax). O delineamento experimental utilizado foi o quadrado latino (6 x 6), com a distribuição de seis tratamentos dispostos em seis faixas, somando 36 parcelas com dimensões de 30 x 30 m cada. Dessa forma, a área total de plantio foi de 3,24 há (Figura 2). O espaçamento utilizado para o plantio das mudas foi de 2 x 2 m, totalizando 225 mudas por parcela. A disposição das espécies nos tratamentos foi a seguinte: Tratamento 1 – apenas espécies pioneiras (PI); Tratamento 2 – secundárias iniciais e secundárias tardias (SE); Tratamento 3 - secundárias tardias e clímax (ST + CL) ; Tratamento 4 – clímax (CL); Tratamento 5 - pioneiras e clímax (PI + CL); Tratamento 6 - pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímax (TD) (Tabela 1). A Figura 2 demonstra o desenvolvimento das áreas de plantios de restauração ecológica aos 3, 12 e 19 anos após o plantio das mudas.

Figura 1: Imagens da área de plantios de restauração ecológica e entorno na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro. (A) área com três anos após o plantio. (B) área com 12 anos após o plantio. (C) área com 19 anos após o plantio. Imagens: Google Earth.



Tabela 1. Composição de espécies nos seis tratamentos implantados na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro.

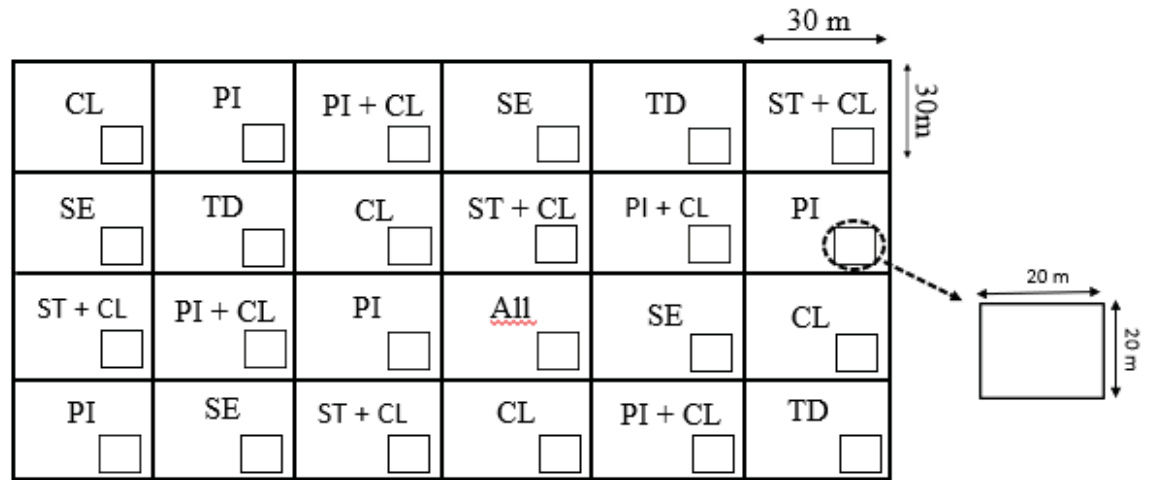
| Espécies plantadas | PI | SE | ST +CL | CL | PI+CL | TD |
|--|----|----|--------|----|-------|----|
| <i>Aegiphila sellowiana</i> Cham. | X | | | | X | X |
| <i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg. | X | | | | X | X |
| <i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth. | | X | X | | | |
| <i>Citharexylum myrianthum</i> Cham | X | | | | X | X |
| <i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth. | | | | X | X | |
| <i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer | | | X | X | | X |
| <i>Inga edulis</i> Mart. | | X | | | | X |
| <i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC. | | X | X | | | |
| <i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult. | X | | | | X | |
| <i>Plathymenia reticulata</i> Benth. | | | X | X | | X |
| <i>Pleroma granulosum</i> (Desr.) D. Don | | X | | | | X |
| <i>Plinia edulis</i> (Vell.) Sobral | | | | X | X | X |
| <i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns | | X | | | | |
| <i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl | | | X | X | | X |
| <i>Tapirira guianensis</i> Aubl. | | X | X | | | |

Onde: PI: Tratamento Pioneiras; SE: Tratamento Secundárias Iniciais e Tardias; ST + CL: Tratamento Secundárias Tardias e Clímax; CL: Tratamento Clímax; PI + CL: Tratamento Pioneiras e Clímax; TD: Tratamento todos estágios

Para a amostragem da vegetação foram alocadas no interior de cada bloco de 30 x 30 m uma parcela 20 x 20m, totalizando 1,44 hectares (Figura 2). Foram mensurados o DAP (diâmetro a altura do peito) dos indivíduos arbóreos com $DAP \geq 5$ cm e a altura (H). No total, foram mensurados 1198 indivíduos, correspondentes a 38 espécies e 25 famílias. A identificação dos indivíduos amostrados foi realizada em campo por botânicos e

parabotânicos e posteriormente as coletas botânicas foram comparadas com amostras depositadas no herbário do Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

Figura 2. Distribuição das parcelas (sem escalas) nos modelos de restauração ecológica baseados em estágios sucessionais implantados na Mata Atlântica, sudeste do Brasil. Esquema dos tratamentos de plantios nas áreas de 30 x 30 m e alocação das parcelas de 20 x 20 m para amostragem e coleta da vegetação. PI: Tratamento Pioneiras; SE: Tratamento Secundárias Iniciais e Tardias; ST + CL: Tratamento Secundárias Tardias e Clímax; CL: Tratamento Clímax; PI + CL: Tratamento Pioneiras e Clímax; TD: Tratamento todos estágios



2.3 QUANTIFICAÇÃO DA BIOMASSA ACIMA DO SOLO (BAS) E DO CARBONO ESTOCADO

Foi coletado um galho de aproximadamente 1-2 cm de diâmetro de cinco indivíduos de cada espécie para realizar a estimativa da densidade da madeira. Com o auxílio de tesoura de poda, foi retirado aproximadamente 10 cm de comprimento do galho. Após a coleta foi mensurada a densidade específica do galho e transformada para densidade específica da madeira, conforme proposto por Williamson e Wiemann (2010). A densidade da madeira do tronco foi estimada a partir da equação proposta por Swenson & Enquist (2008).

Com as variáveis gravidade específica da madeira (ρ), diâmetro a altura do peito (DAP) e altura (H), foi calculada a biomassa acima do solo (BAS) através da equação alométrica desenvolvida por Chave et al. (2014):

$$BAS \text{ (kg)} = 0.0673 \times (\rho \cdot DAP^2 H)^{0.0976}$$

Através da equação, foi calculada a estimativa de biomassa para cada indivíduo e para cada tratamento e seus valores foram transformados para $Mg \cdot ha^{-1}$. Para estimar o carbono, os

valores de biomassa foram multiplicados pelo fator 0,50, que representa a fração de carbono contido em uma unidade de biomassa (BROWN; LUGO, 1982; MALHI et al., 2004; SHIMAMOTO; BOTOSSO; MARQUES, 2014). Esse fator é recomendado pelo *Intergovernmental Pannel On Climate Change* (IPCC) quando não se tem informação exata da quantidade de carbono para o indivíduo ou espécie. Em florestas tropicais, o fator tem sido amplamente empregado na estimativa do estoque de carbono da biomassa acima do solo (CHAVE et al., 2008; PYLE et al., 2009; SAATCHI et al., 2011; WATZLAWICK et al., 2014).

2.4 ANÁLISE DE DADOS

Foi realizada uma análise descritiva para cada grupo ecológico das variáveis diâmetro a altura do peito (DAP) e altura (H). Obteve-se o valor médio, mínimo, máximo e desvio padrão para cada variável. Os dados de carbono foram submetidos a análise de normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk. Por não apresentarem normalidade mesmo após a transformação, procedeu-se com o teste não-paramétrico de Kruskal Wallis para avaliar a significância entre os tratamentos e detectar as possíveis diferenças no estoque de carbono. Para as sete espécies mais abundantes também foi realizado um teste de Kruskal Wallis. Os testes foram realizados no software InfoStat versão 2019 (DI RIENZO et al. 2015).

3 RESULTADOS

3.1 ESTATÍSTICA DESCRITIVA

Observou-se que o tratamento ST + CL teve o maior DAP médio (16,96 cm) e o maior desvio padrão (10,70). Já o menor DAP médio foi encontrado no tratamento SE, com o valor de 11,47 cm (Tabela 2).

Tabela 2: Média, valores mínimo, máximo e desvio padrão do DAP das espécies avaliadas nos seis tratamentos

| Tratamento | Média | Mínimo | Máximo | Desvio padrão |
|------------|-------|--------|--------|---------------|
| PI | 12,01 | 4,46 | 49,14 | 6,39 |
| SE | 11,47 | 1,75 | 54,78 | 8,00 |
| ST + CL | 16,96 | 4,75 | 52,52 | 10,70 |
| CL | 15,85 | 4,14 | 45,58 | 8,20 |
| PL + CL | 13,75 | 4,87 | 28,11 | 6,33 |
| TD | 13,96 | 4,87 | 51,20 | 8,70 |

Onde: PI: Tratamento Pioneiras; SE: Tratamento Secundárias Iniciais e Tardias; ST + CL: Tratamento Secundárias Tardias e Clímax; CL: Tratamento Clímax; PI + CL: Tratamento Pioneiras e Clímax; TD: Tratamento todos estágios

Assim como o DAP, a maior altura média foi encontrada no tratamento ST + CL, que também apresentou os maiores valores de desvio padrão (4,46). O tratamento PI apresentou o menor valor de altura média, de 7,79 m (Tabela 3).

Tabela 3: Média e desvio padrão da altura em seis tratamentos nas áreas de plantios de restauração ecológica na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro.

| Tratamento | Média | Mínimo | Máximo | Desvio padrão |
|------------|-------|--------|--------|---------------|
| PI | 7,79 | 2,00 | 15,00 | 3,14 |
| SE | 8,09 | 3,00 | 18,00 | 3,33 |
| ST + CL | 10,48 | 3,00 | 20,00 | 4,46 |
| CL | 10,07 | 3,00 | 19,00 | 3,65 |
| PI + CL | 8,74 | 1,45 | 15,00 | 2,92 |
| TD | 9,18 | 2,00 | 18,00 | 3,50 |

Onde: PI: Tratamento Pioneiras; SE: Tratamento Secundárias Iniciais e Tardias; ST + CL: Tratamento Secundárias Tardias e Clímax; CL: Tratamento Clímax; PI + CL: Tratamento Pioneiras e Clímax; TD: Tratamento todos estágios

3.2 ESTOQUE DE CARBONO POR TRATAMENTO

Houve uma diferença significativa no estoque de carbono entre os tratamentos. O estoque de carbono de ST + CL foi estimado em 77,56 Mg.ha⁻¹, maior valor encontrado, apresentando também o maior desvio padrão (60,67). O menor valor estimado de carbono foi

encontrado em PI (27,66 Mg.ha⁻¹) (Tabela 3). O tratamento SE foi o único que não diferiu significativamente dos outros tratamentos (Tabela 4).

Tabela 4: Média e desvio padrão do estoque de carbono em seis tratamentos nas áreas de plantios de restauração ecológica na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro.

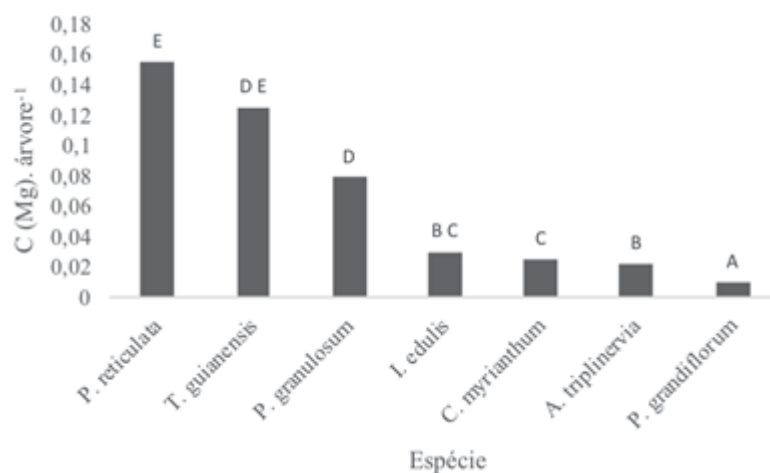
| Tratamento | Média (Mg/ha) | Desvio padrão (Mg/ha) |
|------------|---------------|-----------------------|
| PI | 27,66 A | 6,91 |
| PI + CL | 36,58 A B | 8,35 |
| SE | 42,15 A B C | 2,78 |
| TD | 45,60 B C | 5,06 |
| CL | 68,84 C | 26,52 |
| ST + CL | 77,56 B C | 60,77 |

Obs.: Médias com letra comum não diferem estatisticamente ($p > 0,05$). Onde: PI: Tratamento Pioneiras; SE: Tratamento Secundárias Iniciais e Tardias; ST + CL: Tratamento Secundárias Tardias e Clímax; CL: Tratamento Clímax; PI + CL: Tratamento Pioneiras e Clímax; TD: Tratamento todos estágios

3.3 ESTOQUE DE CARBONO POR ESPÉCIE

As estimativas do estoque de carbono médio (Mg) por árvore das sete espécies mais abundantes estão demonstradas na figura 2. *P. reticulata* foi a espécie com maior contribuição. A espécie *T. guianensis* também teve grande contribuição, não diferindo estatisticamente de *P. reticulata*. Já a espécie que teve o menor estoque foi *P. grandiflorum*.

Figura 3: Estoque de carbono médio (Mg) das sete espécies mais abundantes encontradas nas áreas de restauração ecológica na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro. As diferenças foram testadas pelo teste de Kruskal Wallis. Médias com letra comum não são significativamente diferentes ($p > 0,05$).



4 DISCUSSÃO

A hipótese do trabalho de que os tratamentos com espécies pioneiras e secundárias iniciais apresentariam os maiores estoques de carbono não foi corroborada. Espécies pioneiras geralmente investem mais recursos para crescimento em altura do que em diâmetro (CHAMBERS et al., 2004; WHITMORE, 1989). Entretanto, nesse estudo, o menor valor de DAP médio encontrado foi em SE. Os grupos ST + CL e CL apresentaram os maiores valores de DAP. Diferentemente das espécies pioneiras, as características de espécies secundárias tardias e clímax favorecem mais o crescimento em diâmetro do que em altura (WHITMORE, 1989). O grupo PI apresentou o menor valor de altura média, enquanto ST + CL, o maior. Esse fato pode ter ocorrido porque espécies pioneiras geralmente entram em declínio em menos de 20 anos, liberando espaço para o estabelecimento de outros indivíduos (BRANCALION et al. 2009). Pelo tempo transcorrido desde o plantio, possivelmente, PI apresentou um maior número de indivíduos provenientes da regeneração natural. Além disso, houve uma alta taxa de mortalidade. Os valores médios de DAP e altura para PI + CL ficaram em uma posição intermediária em relação aos outros tratamentos, evidenciando o efeito da mistura de grupos ecológicos com características opostas. O tamanho das árvores, tanto em

altura quanto em diâmetro, influencia as taxas de fixação de carbono. Além disso, características como o ciclo de vida e o esforço reprodutivo contribuem com as diferenças nas estratégias de alocação de carbono (ENQUIST et al., 1999). Entretanto, a densidade da madeira pode ser considerada como a principal variável determinante para o estoque de biomassa e carbono em florestas tropicais (CHAVE et al., 2005). Essas diferenças nas estratégias de alocação de carbono entre as espécies são importantes pois possibilitam a coexistência de diversas espécies em florestas tropicais (ENQUIST et al., 1999). No âmbito da restauração ecológica, a escolha das espécies implantadas deve levar em consideração essas diferentes estratégias. Ao longo do tempo, uma área submetida a restauração ecológica deve, além de reproduzir o estágio sucessional de uma floresta, apresentar alta diversidade de espécies (SER, 2004).

O tratamento ST + CL apresentou o maior desvio padrão para DAP, H e estoque de carbono. O que pode explicar essa alta variação é a presença de indivíduos da espécie *P. reticulata* com altos valores de DAP em uma determinada parcela amostrada. *P. reticulata* é uma espécie clímax, de densidade da madeira moderada e que pode atingir até 30 m de altura e 150 cm de DAP na idade adulta (CARVALHO, 2009). Barroso et al. 2018, em uma avaliação da influência de características dendrométricas em árvores de aproximadamente 21 anos na Mata Atlântica, também encontraram os maiores valores de DAP e H para *P. reticulata*. Silva et al. (2019), em estudo conduzido no Cerrado brasileiro a fim de testar modelos para estimar volume e biomassa também encontraram os maiores valores de DAP, altura média e densidade da madeira para a espécie em questão. Devido a essas características, *P. reticulata* foi a espécie que mais contribuiu com o estoque de carbono no nosso estudo. Silva et al. (2018), em um estudo conduzido no Parque Natural Municipal do Curió (PNMC), município de Paracambi (RJ), localizado na Mata Atlântica observaram o mesmo padrão. No PNMC, *P. reticulata* teve o estoque estimado em 1,00 Mg.árvore⁻¹, valor superior ao encontrado no presente estudo (0,16 Mg.árvore⁻¹). Cerca de 70 a 80% da biomassa total da floresta é produzida por árvores com DAP acima de 30 cm. Portanto, árvores grandes têm uma importante contribuição no balanço de carbono na floresta (CHAVE et al., 2001; LINDNER, 2010).

A densidade da madeira e padrões de crescimento são características utilizadas para classificar os grupos sucessionais (WHITMORE, 1989). Geralmente, essas características diferem significativamente entre grupos distintos (BREUGEL et al., 2011; CHAVE et al., 2005; SHIMAMOTO; BOTOSSO; MARQUES, 2014). O resultado do presente estudo, apresentou o maior estoque de carbono ST + CL e o menor, em PI, evidenciando a

importância dessas características para o estoque de carbono, principalmente densidade da madeira e DAP. Silva et al 2018 também verificaram o maior estoque de carbono em espécies secundárias tardias no PNMC.

Geralmente o estoque de carbono de florestas em sucessão intermediária é maior do que o de florestas iniciais devido às proporções de densidade de espécies pioneiras e não pioneiras (TIEPOLO; CALMON; FERETTI, 2002). Levando em consideração essa mudança na densidade de espécies pioneiras ao longo da sucessão e comparando o presente estudo com estudos em florestas em diferentes estágios sucessionais na Mata Atlântica, foram encontrados resultados similares. Tiepolo et al. (2002) estimaram o estoque de carbono de uma floresta jovem em $42,89 \text{ Mg.ha}^{-1}$ e em florestas em estágio médio-avançado, $106,19 \text{ Mg.ha}^{-1}$. Os resultados para a floresta jovem estão de acordo com os resultados encontrados em nesse estudo para o tratamento PI. Entretanto, o estoque de carbono estimado para o estágio médio-avançado é superior ao encontrado para os tratamentos de SE e CL. Considerando a idade do plantio, espera-se que daqui a alguns anos, os tratamentos com espécies secundárias e clímax apresentem valores semelhantes. Shimamoto et al (2014), na Mata Atlântica, verificaram que as espécies de crescimento lento apresentaram quase o dobro de biomassa total média do que o encontrado para o grupo de crescimento rápido. Além disso, os autores constataram que florestas em estágio mais avançado (41 a 60 anos) acumulam mais que o dobro de carbono do que florestas imaturas (21 a 40 anos) e aproximadamente dez vezes mais do que florestas jovens (7 a 20 anos). Diniz et al. (2015), em estudo conduzido na Mata Atlântica, estimaram o estoque de carbono em $15,4 \text{ Mg.ha}^{-1}$ e $52,0 \text{ Mg.ha}^{-1}$ em florestas secundárias em estágio médio e avançado, respectivamente, valores inferiores comparados com os tratamentos do presente estudo. Jones et al. (2019) estudando uma cronossequência no Panamá encontraram um estoque de carbono de $61,35 \text{ Mg.ha}^{-1}$ para uma área de 40 anos, valor um pouco abaixo ao que encontramos para ST + CL, de $77,56 \text{ Mg.ha}^{-1}$.

Os resultados desse estudo reafirmam a importância da composição de espécies e dos grupos ecológicos em plantios de restauração com foco no estoque de carbono (MELO; DURIGAN, 2006; PHILLIPS et al., 2019). Plantios baseados em espécies de um único grupo podem afetar negativamente o acúmulo de carbono. A baixa riqueza e alta dominância de espécies pioneiras em um plantio de restauração ecológica pode ser insuficiente para iniciar a sucessão secundária e tornar a floresta biologicamente viável (TABARELLI et al., 2010), além de contribuir pouco com o estoque de carbono ao longo do tempo. Dessa forma, plantios de restauração com mistura de espécies pioneiras, secundárias e clímax em abundância e densidade adequadas permitem que o processo de sucessão secundária ocorra

(BRANCALION et. al 2010), podendo ser mais vantajosos para estrutura e diversos processos do ecossistema, como sequestro de carbono (CARNEVALE; MONTAGNINI, 2002; MELO; DURIGAN, 2006; PARROTTA; KNOWLES, 1999; SHIMAMOTO; BOTOSSO; MARQUES, 2014).

5 CONCLUSÕES

A composição dos grupos ecológicos nos plantios influenciou o estoque de carbono em áreas de restauração ecológica.

O tratamento composto por espécies secundárias tardias e clímax apresentou o maior estoque de carbono, se diferenciando significativamente do tratamento composto exclusivamente por espécies pioneiras, 19 anos após o plantio das mudas.

As espécies *P. reticulata* e *T. guianensis* tiveram a maior contribuição no estoque de carbono devido as suas características de altos valores de DAP, altura e densidade da madeira. Portanto, plantios de restauração ecológica devem preferencialmente utilizar espécies de diferentes grupos ecológicos a fim de garantir um maior estoque de carbono e permanência ao longo do tempo.

REFERÊNCIAS

- AZEVEDO, A. D. et al. Estoque de carbono em áreas de restauração florestal da Mata Atlântica. **Floresta**, v. 48, n. 2, p. 183–194, 2018.
- BAKER, T. R.; SWAINE, M. D.; BURSLEM, D. F. R. P. Variation in tropical forest growth rates: combined effects of functional group composition and resource availability. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 6, n. 2, p. 21–36, 2003.
- BARROSO, D. G. et al. Growth of atlantic forest trees and their influence on topsoil fertility in the Southeastern Brazil. **Cerne**, v. 24, n. 4, p. 352–359, 2018.
- BELLOTTTO, A.; VIANI, R.A.G.; NAVE, A.G.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: ESALQ, LERF, Instituto BioAtlântica, 2009.
- BRASIL. Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 29 dez. 2009, Seção 1, Ed. Extra, p.109. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/l12187.htm>. Acesso em: 20 de novembro de 2019.
- BREUGEL, M. VAN et al. Early growth and survival of 49 tropical tree species across sites differing in soil fertility and rainfall in Panama. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1580–1589, 2011.
- BROWN, S. ; LUGO, A. E. The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global carbon cycle. **Biotropica**, v. 14, n. 3, p. 161–187, 1982.
- BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, p. 1–32, 1990.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. *Turrialba* v. 15, p. 40– 42, 1965.
- BUSTAMANTE, M. M. C. et al. Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 24, n. 7, p. 1249–1270, 2019.
- CARNEVALE, N. J.; MONTAGNINI, F. Facilitating regeneration of secondary forests with

the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. **Forest Ecology and Management**, v. 163, n. 1–3, p. 217–227, 2002.

CARVALHO, P. E. R. Vinhático *Plathymenia reticulata*. Embrapa Florestas. Comunicado Técnico, 231 . 11 p. 2008.

CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS. **Manual de Capacitação sobre Mudança do Clima e Projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL)**. Brasília: CGEE, 2008.

CHAMBERS, J. Q. et al. Response of tree biomass and wood litter to disturbance in a Central Amazon forest. **Oecologia**, v. 141, n. 4, p. 596–611, 2004.

Chave J, Rie' ra B, Dubois MA. Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, p. 79–96, 2001.

CHAVE, J. et al. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Ecosystem Ecology**, v. 145, n. 1, p. 87–99, 2005.

CHAVE, J. et al. Assessing evidence for a pervasive alteration in tropical tree communities. **PLoS Biology**, v. 6, n. 3, p. 0455–0462, 2008.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458–1460, 2008.

DINIZ, A. R. et al. Biomassa, estoques de carbono e de nutrientes em estádios sucessionais da Floresta Atlântica, RJ. **Revista Brasileira de Ciencias Agrarias**, v. 10, n. 3, p. 443–451, 2015.

DI RIENZO, J. A. et al. InfoStat versión 2019. Centro de Transferencia InfoStat, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIR, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B.. Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais. Botucatu: FEPAF. p. 1-26. 2008.

ENQUIST, B. J. et al. Allometric scaling of production and life-history variation in vascular plants. **Nature**, v. 401, n. 6756, p. 907–911, 1999.

GORGENS, E.B.; OLIVEIRA M. L.R.; LEITE H.G.; BRUM NETO M.S. Metodologia para Monitoramento do Estoque de Carbono: Revisão e Estudo de Caso. **Biomassa & Energia**, v. 2. p. 169-175. 2005.

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558–1563, 2011.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Climate Change 2007: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva: TERI Press. 104 p. 2007.

KLIPPEL, V. H. et al. Avaliação de métodos de restauração florestal de Mata de Tabuleiro - ES. **Revista Arvore**, v. 39, n. 1, p. 69–79, 2015.

LIMA, H. C. DE et al. Caracterização fisionômico-florística e mapeamento da vegetação da Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v. 57, n. 3, p. 369–389, 2006.

LINDNER, A. Biomass storage and stand structure in a conservation unit in the Atlantic Rainforest-The role of big trees. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 12, p. 1769–1773, 2010.

MALHI, Y. et al. The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p. 563–591, 2004.

MARTINS, R. D. A.; FERREIRA, L. D. C. Oportunidades e barreiras para políticas locais e subnacionais de enfrentamento das mudanças climáticas em áreas urbanas: Evidências de diferentes contextos. **Ambiente e Sociedade**, v. 13, n. 2, p. 223–242, 2010.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia**, v. 71, p. 149–154, 2006.

PALACE, M. et al. A Review of Above Ground Necromass in Tropical Forests, Tropical Forests, Dr. Padmini Sudarshana (Ed.), ISBN: 978-953-51-0255-7, InTech, Available from: <http://www.intechopen.com/books/tropical-forests/a-review-of-above-groundnecromass-in-tropical-forests>, 2012.

PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. H. Restoration of tropical moist forests on bauxite-mined lands in the Brazilian amazon. **Restoration Ecology**, v. 7, n. 2, p. 103–116, 1999.

PHILLIPS, O. L. et al. Species Matter: Wood Density Influences Tropical Forest Biomass at Multiple Scales. **Surveys in Geophysics**, v. 40, n. 4, p. 913–935, 2019.

PIOTTO, D. et al. Silvicultural and economic aspects of pure and mixed native tree species plantations on degraded pasturelands in humid Costa Rica. **New Forests**, v. 39, n. 3, p. 369–385, 2010.

PYLE, E. H. et al. Dynamics of carbon, biomass, and structure in two Amazonian forests. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 114, n. 1, p. 1–20, 2009.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests : 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.

SAATCHI, S. S. et al. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 24, p. 9899–9904, 2011.

SANSEVERO, J. B. B. et al. Natural regeneration in plantations of native trees in lowland brasilian Antlantic Forest: community structure, diversity and dispersal syndromes. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 3, p. 379–389, 2011.

SANSEVERO, J. B. B. et al. Past land-use and ecological resilience in a lowland Brazilian Atlantic Forest: implications for passive restoration. **New Forests**, v. 48, n. 5, p. 573–586,

2017.

SEIDL, R. et al. Forest disturbances under climate change. **Nature Climate Change**, v. 7, n. 6, p. 395–402, 2017.

SHIMAMOTO, C. Y.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M. C. M. How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests? Estimates from tree species in the Brazilian Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 1–9, 2014.

SILVA, B. E. N.; SANQUETTA, C. R. Análise da contribuição nacionalmente determinada (ndc) brasileira em comparação aos países do Brics. **Revista Presença Geográfica**, v. 4, n. 1, p. 73–89, 2017.

SILVA, J. P. M. et al. Computational techniques applied to volume and biomass estimation of trees in Brazilian savanna. **Journal of Environmental Management**, v. 249, 2019.

SILVEIRA, P. et al. O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. **Floresta**, v. 38, n. 1, p. 185–206, 2008.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, 2010.

TAKIZAWA, F. H. Levantamento pedológico e zoneamento ambiental da Reserva Biológica de Poço das Antas. Monografia. Escola Superior de Agricultura Luis de Queiroz., USP, Piracicaba, Sao Paulo. 1995.

TIEPOLO, G.; CALMON, M.; FERETTI, A. R. Measuring and Monitoring Carbon Stocks at the Guaraqueçaba Climate Action Report, Paraná, Brazil. **Extension Serie**, v. 153, n. 153, p. 98–115, 2002.

URBAN, C. M. Accelerating extinction risk from climate change. **Science**, v. 348, n. 6234, p. 571–573, 2015.

WATZLAWICK, L. F. et al. Teores de carbono em espécies da Floresta Ombrófila Mista e efeito do grupo ecológico. **Cerne**, v. 20, n. 4, p. 613–620, 2014.

WHITMORE, T. C. Canopy Gaps and the Two Major Groups of Forest. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 536–538, 1989.

WILLIAMSON, G. B.; WIEMANN, M. C. Measuring wood specific gravity...correctly. **American Journal of Botany**, v. 97, n. 3, p. 519–524, 2010.